

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 25 juillet 2016

AVIS **de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,** **de l'environnement et du travail**

relatif à l'évaluation des risques sanitaires du bore dans les eaux destinées à la consommation humaine

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses a été saisie le 6 mars 2015 par la Direction générale de la santé (DGS) pour la réalisation de l'expertise suivante : « Evaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement de la limite de qualité du bore dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) ».

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Cette saisine a été adressée à l'Anses afin que la DGS puisse proposer des modalités de gestion adaptées en cas de situations de dépassement de la limite de qualité pour le bore, notamment dans les communes alimentées par une eau produite à partir d'une installation de dessalement d'eau de mer (quatre ont été recensées au niveau national à la date du courrier de saisine de la DGS).

Le contexte réglementaire actuellement en vigueur se décline comme suit :

- au niveau communautaire, la directive 98/83 CE du Conseil de l'Union européenne du 3 novembre 1998 relative à la qualité des EDCH a fixé une valeur paramétrique de 1 mg/L pour le paramètre « bore » ;
- au niveau national :
 - la limite de qualité du bore est fixée à 1 mg/L dans les EDCH et un niveau guide de 1 mg/L est fixé pour les eaux douces superficielles utilisées pour la production d'EDCH (respectivement aux annexes I et III de l'arrêté du 11 janvier 2007¹) ;

¹ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique

- l'arrêté du 28 décembre 2010 modifiant l'arrêté du 14 mars 2007 relatif aux critères de qualité des eaux conditionnées, aux traitements et mentions d'étiquetage particuliers des eaux minérales naturelles et des eaux de source conditionnées ainsi que de l'eau minérale naturelle distribuée en buvette publique ne fixe pas de limite de qualité pour le bore dans les eaux minérales naturelles mais une limite de qualité fixée à 0,3 mg/L est la condition nécessaire pour faire figurer la mention d'étiquetage relative à l'alimentation des nourrissons.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'expertise collective a été menée par le groupe de travail « Évaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » (GT ERS EDCH) mis en place le 30 juillet 2013.

La démarche d'évaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement des limites et références de qualité dans les eaux destinées à la consommation humaine présentée dans le rapport de l'Afssa d'avril 2007 a été appliquée (Afssa, 2007).

L'analyse et les conclusions du groupe de travail « Évaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » ont été approuvées par le CES « Eaux » les 5 avril et 10 mai 2016 et présentées au CES « Evaluation des risques chimiques liés aux aliments » le 23 juin 2016.

Les experts déclarent leurs éventuels liens d'intérêt avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES EAUX

3.1. Propriétés physico-chimiques

Le bore est un métalloïde trivalent dont la principale caractéristique est de former de nombreux complexes. Le bore élémentaire est insoluble et inerte en solutions aqueuses (US EPA, 2008). Dans les eaux naturelles, le bore forme des composés chimiques stables et est principalement présent sous forme d'acide borique (H_3BO_3) et d'orthoborates en fonction du pH.

A faible concentration (< 2 mg/L) seuls les composés monomoléculaires sont présents [$B(OH)_3$ et $B(OH)_4^-$] tandis qu'à des concentrations plus élevées et particulièrement à pH élevé (pH > 10), des composés polymoléculaires sont retrouvés ($[B_3O_3(OH)_5]^{2-}$ et $[B_4O_5(OH)_4]^{2-}$). À noter la formation possible d'ions cycliques qui résulte d'une interaction entre l'acide borique et les ions borates selon la réaction (Legube, 2015 ; Bodzek, 2015 ; Wolska et Bryjak, 2013) :



Très solubles, ces formes chimiques du bore ne sont pas facilement éliminées d'une solution par les mécanismes naturels.

Le tableau I résume les principales caractéristiques physico-chimiques du bore élémentaire et de l'acide borique non dissocié (d'après US EPA, 2008 et OMS/IPCS, 1998).

Tableau I : Principales caractéristiques physico-chimiques du bore élémentaire et de l'acide borique non dissocié

Propriétés	Bore	Acide borique
Numéro CAS	7440-42-8	10043-35-3
Formule brute	B	H ₃ BO ₃
Masse moléculaire	10,81	61,83
Densité à 20°C	2,34	1,51
Point d'ébullition	2550°C	300°C
Point de fusion	2300°C	450°C (anhydre, forme cristalline)
Solubilité dans l'eau	Insoluble	63,5 g/L à 30°C
log K _{ow}	-	0,175

Le diagramme de prédominance du bore en milieu aqueux en fonction du pH est présenté par la figure 1 (Maurel, 2006).

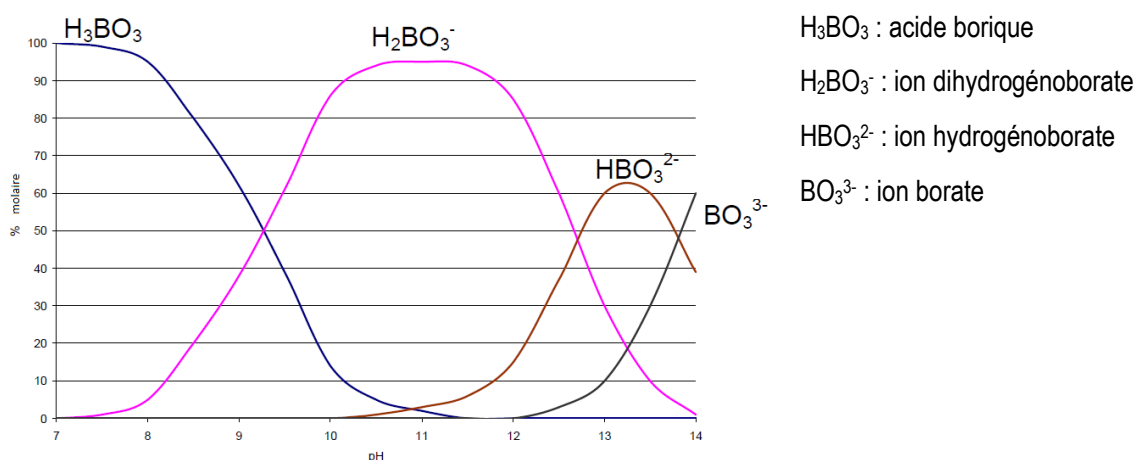


Figure 1 : Diagramme de prédominance du bore en milieu aqueux en fonction du pH (Maurel, 2006)

Les borates et l'acide borique sont en état d'équilibre selon le pH de l'eau. L'acide borique est un acide faible présentant un pKa de 9,2 à 25°C. À pH acide, le bore existe en solution sous forme d'acide borique non dissocié, tandis qu'à pH très alcalin, il est présent sous forme d'ions borate (Howe, 1998).

Dans les eaux naturelles (pH 7 à 8), la forme principale du bore est l'acide borique (99,3 % à pH 7 et 93,2 % à pH 8).

La molécule d'acide borique ne forme pas d'hydrates alors que la forme dissociée du bore est très hydratée, conduisant à un rayon plus grand et à une charge ionique négative (Kabay *et al.*, 2013).

Ces points auront un impact important sur les procédés d'élimination du bore.

3.2. Origines et sources de contamination des eaux et des sols

Le bore est naturellement présent dans les roches magmatiques et métamorphiques ; le principal minéral contenant du bore est la tourmaline, dans laquelle le bore se substitue au silicium. De façon plus marginale, il entre aussi dans la composition de biotites et d'amphiboles. Les roches sédimentaires sont également une source de bore. Dans des dépôts évaporitiques, il est présent sous diverses formes minérales comme la colémanite ($\text{Ca}_2\text{B}_6\text{O}_{11}\cdot 5\text{H}_2\text{O}$) et la kernite ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7\cdot 4\text{H}_2\text{O}$). C'est surtout dans les sédiments marins qu'il est abondant. Les argiles marines peuvent en effet contenir jusqu'à plusieurs centaines de ppm de bore, tandis qu'en milieu continental, sa teneur n'excède pas 100 ppm. Les minéraux argileux les plus concentrés en bore sont l'illite et la montmorillonite.

Le bore étant relativement abondant dans les océans, les masses d'eau atmosphériques d'origine océanique sont une source non négligeable de ce dernier pour les eaux continentales.

Une des propriétés essentielles du bore est la possibilité, sous la forme $\text{B}(\text{OH})_4^-$, d'interagir avec d'autres ions comme Ca^{2+} , Mg^{2+} ou encore Na^+ . La formation de complexes avec ces cations explique la rétention du bore dans les sols, en particulier dans les argiles (BRGM, 2001).

Des situations ponctuelles de contamination des eaux et des sols peuvent être rencontrées dans le contexte d'activités anthropiques (Blazy P. et Jdid E-A, 2011). Les usages du bore et de ses composés se comptent par centaines, dans de nombreux secteurs industriels :

- industrie du verre et des fibres (verres borosilicatés (Pyrex[®]) résistant à la température, fibres de verres pour l'isolation, fibres de textile de renforcement pour le plastique...);
- industrie des savons, détergents et agents de blanchiment ;
- céramique (émaux, glaçures, frités) ;
- agriculture (engrais, pesticides, herbicides, fongicides...);
- retardateurs de flamme (ignifugation des fibres cellulosiques et du plastique...);
- industrie automobile (déclenchement des airbags, liquides de refroidissement...);
- sidérurgie et la métallurgie (soudure, brasage, fondants pour laitiers...);
- centrales nucléaires (absorption des neutrons, barres de contrôle...);
- industrie électronique (dopage des semi-conducteurs...);
- peintures (pigments anticorrosion) ;
- pharmacie et la médecine (antiseptiques, produits d'hygiène, radiothérapie...), etc.

Le bore provenant des produits lessiviels est présent dans les eaux usées à des concentrations variant de 0,7 à 5 mg/L.

3.3. Le bore dans l'eau de mer et dans l'eau produite par les installations de désalinisation d'eau de mer

Le bore est initialement présent dans l'eau de mer à des concentrations relativement élevées de l'ordre de 4 à 6 mg/L (OMS, 2009). Les installations de désalinisation d'eau de mer font le plus souvent appel à la technique d'osmose inverse permettant de réduire la concentration en bore jusqu'à environ 1 à 2 mg/L dans le perméat. Néanmoins, dans certaines situations, une telle installation n'est pas suffisante pour diminuer efficacement la concentration en bore dans l'eau en sortie d'installation de traitement.

3.4. Traitements réduisant les teneurs en bore dans les eaux

Conformément aux dispositions de l'article R. 1321-50-IV du code de la santé publique, les produits et procédés de traitement d'eau destinée à la consommation humaine doivent être autorisés par le ministère chargé de la santé, préalablement à leur première mise sur le marché.

La circulaire ministérielle du 28 mars 2000² liste les produits de procédés de traitement autorisés à ce jour.

Les méthodes classiques utilisées pour le traitement des eaux (coagulation, floculation, décantation, adsorption) ne sont pas efficaces. Les problèmes posés sont la forme sous laquelle le bore se trouve ainsi que sa concentration initiale.

Le tableau II résume les différents traitements utilisés aujourd'hui pour l'élimination du bore (d'après Bodzek, 2015).

Tableau II : Différentes méthodes de traitement pour l'élimination du bore dans les eaux (d'après Bodzek, 2015)

Technologie	Taux de traitement (%)	Commentaires
Adoucissement	Non significatif	Précipitation du carbonate de calcium
Coagulation	< 28 %	Généralement, un taux de traitement < 10 %
Adsorption sur charbon actif	> 90 %	De fortes doses de charbon actif sont nécessaires
Résine échangeuse d'ions	> 90 %	pH de l'effluent < 4,5
Osmose inverse dont osmose inverse à deux étages avec correction du pH	40-100 %	pH de l'eau brute d'environ 10,5
Electrodialyse	> 90 %	Coût de traitement élevé
Complexation du bore	> 80 %	En utilisant de la N-méthyl-glucamine

3.4.1. Adsorption et échange d'ions

Le processus d'échange d'ions se fait au moyen de groupes spécifiques capables de former des complexes avec l'acide borique ou les borates. Les groupes spécifiques utilisés en général sont la N-méthyl-glucamine et le squelette des résines utilisées est en général un copolymère styrène-divinylbenzène.

L'efficacité d'élimination est comprise entre 93 et 98 % et en général, la concentration de l'eau traitée est inférieure à 0,05 mg/L. Les capacités d'adsorption données par les auteurs vont de 5 à 15,5 mg B/g de résine (Oztürk *et al.*, 2008) à 1,87 g B/L de résine (Sazaki *et al.*, 2013).

De nouvelles résines avec introduction de groupes spécifiques (groupes sorbitol, groupes sulfonamides) ont été testées (Wang *et al.*, 2014 ; Wolska *et al.*, 2013).

D'autres auteurs (Kluczka *et al.*, 2007) ont utilisé du charbon actif en grains imprégné d'acide tartrique sur des lixiviats de décharge et ont obtenu une capacité d'adsorption de 4,95 mg/g à un pH > 9 et avec un temps de contact de 6 h.

D'autres adsorbants ont également été testés. Baskan et Atalay (2014) ont obtenu 96 % d'élimination du bore sur du GEH (oxyde ferrique granulaire) après un temps d'équilibre de 20 h. La capacité d'adsorption de ce matériau a été estimée à 1,2 mg/g.

L'ensemble des auteurs concluent à une efficacité de ces procédés qui dépend fortement du pH (efficacité optimale si pH de 9-9,5), de la concentration initiale en bore et du ratio [résine (adsorbant)]/[concentration en bore]. Si la concentration en bore est très élevée, l'efficacité de ce procédé de traitement est très faible.

De plus, ce moyen de traitement est très onéreux et nécessite de grandes quantités d'acide pour la régénération et de soude pour la neutralisation des effluents de régénération (Wolska *et al.*, 2013 ; Kabay *et al.*, 2004 ; Simonnot *et al.*, 2000).

3.4.2. Osmose inverse

Cette technique est classiquement utilisée en dessalement d'eau de mer. Dans l'eau de mer, le bore est souvent présent sous forme d'acide borique et est donc peu retenu par la membrane d'osmose. La rétention du bore à pH acide ou neutre est de 40 à 60 %. Dès que le pH est

² Circulaire DGS/VS 4 n° 2000-166 du 28 mars 2000 relative aux produits de procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine.

augmenté, l'élimination du bore est beaucoup plus importante (90 % à pH 8,2 ; 99 % à pH 11) (Dydo *et al.*, 2005 ; Koseoglu *et al.*, 2008).

Il a été montré que la rétention de composés organiques chargés négativement augmentait quand la force ionique de la solution diminuait. La double couche électrique est plus faible à faible charge ionique mais si on augmente la force ionique, on diminue le potentiel zêta des membranes et cela diminue l'interaction électrostatique entre les borates et la surface de la membrane (Ackerman 2012 ; Bodzek, 2015).

Les technologies mises en œuvre aujourd'hui utilisent plusieurs étages d'osmose inverse avec une augmentation du pH entre les étages permettant une meilleure élimination du bore présent alors sous forme ionique, ayant une taille plus grande. La rétention est alors importante (> 98 %) (Bodzek, 2015 ; Ackerman 2012) en raison notamment des interactions électrostatiques avec la surface de la membrane chargée négativement. Néanmoins, lors du passage en plusieurs étages, les concentrats sont très chargés en carbonate de calcium et oxyde de magnésium, ce qui nécessite souvent une acidification pour le traiter.

L'efficacité de ce traitement dépend de la température, de la pression, du pH et de la force ionique. Le paramètre le plus important est le pH notamment pour son effet sur les charges de la membrane et plus il est élevé, plus la rétention est importante (> 99 % à pH > 10,5) (Prats *et al.*, 2000).

3.4.3. Processus hybrides

3.4.3.1. Echange d'ions puis séparation membranaire

Cette technique couple un échange d'ions par résine utilisée sous forme de grains très petits ou sous forme de poudre, et une séparation par micro ou ultrafiltration. Les résines utilisées ont des groupements N-méthyl-glucamine (Kabay 2008).

Différentes membranes ont été utilisées et Blahusiak *et al.* (2009) ont conclu que les membranes hydrophiles sont plus efficaces.

3.4.3.2. Ultrafiltration de composés complexés avec des polymères

Les polymères sélectifs du bore utilisés sont des ligands carbohydate avec des chaînes polymériques (alcools polyvinyl notamment, souvent modifiés avec de la N-méthyl-glucamine).

L'avantage de cette technique est l'utilisation d'ultrafiltration qui nécessite une énergie moins importante que l'osmose inverse. Cette technique est prometteuse mais elle nécessite l'utilisation de polymères solubles et de poids moléculaire supérieur au pouvoir de coupure de la membrane. Les efficacités d'élimination rapportées vont jusqu'à 92 % à pH 9.

Néanmoins, les problèmes observés en osmose inverse (fouling notamment) ont été retrouvés (Dilek *et al.*, 2002).

3.4.3.3. Electrodialyse

Cette technique est basée sur le transport des ions à travers une membrane sous l'effet d'un champ électrique. Tout comme pour les autres procédés, le pH doit être supérieur à 9 pour que le bore se trouve sous forme borate et puisse migrer à travers la membrane.

Les efficacités d'élimination vont de 0,8 % à pH 3,2 à 20 % à pH < 7 et à 80 % à pH 10 (Turek *et al.*, 2005 ; Kabay 2008).

Cette technique est peu utilisée car la mobilité des borates est faible comparée à celle des autres ions présents en solution (chlorures et sulfates notamment) et peut conduire également au colmatage des membranes.

3.5. Méthodes d'analyse du bore dans les eaux

3.5.1. Principe de l'analyse

Pour le dosage du bore dans les eaux douces il existe deux méthodes normalisées AFNOR basées sur des principes analytiques différents :

- NF EN ISO 11885 [2009] : Qualité de l'eau - Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) ;
- NF EN ISO 17294-2 [2005] : Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS).

Une méthode colorimétrique (T 90 041 : méthode à l'azométhine H) a été récemment abrogée par l'AFNOR en raison d'une utilisation de plus en plus rare par les laboratoires et d'interférences identifiées en présence d'autres éléments traces.

A ce jour, au niveau national, 57 laboratoires sont agréés pour le contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine, principalement avec ces deux méthodes normalisées. Six laboratoires agréés ont déclaré utiliser une méthode interne.

3.5.2. Conservation et prétraitement des échantillons

Les échantillons sont généralement prélevés dans des flacons en plastique et acidifiés à l'acide nitrique (pH < 2). Dans le cadre d'analyses du contrôle sanitaire des eaux, l'étape de minéralisation n'est pas nécessaire (circulaire du 17 septembre 2003³). Les échantillons sont stables durant un mois.

3.5.3. Performances

Les limites de quantification (LQ) du bore dépendent de la méthode mise en œuvre. Elles sont généralement de l'ordre de 0,01 mg/L en ICP-MS ; 0,05 mg/L en ICP-OES et par colorimétrie. Les incertitudes intra-laboratoires sont de l'ordre de 10 à 15 % (cf. figure 3) alors que les incertitudes inter-laboratoires sont de 30 à 40 % en fonction du niveau de concentrations mesurées.

La figure 2 présente les limites de quantifications atteintes par les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux. La LQ médiane est de 0,02 mg/L. L'arrêté du 17 septembre 2003⁴ relatif aux méthodes d'analyses des échantillons d'eau impose une limite de quantification de 0,05 mg/L.

La figure 3 représente la répartition des incertitudes intra-laboratoires pour les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux.

³ Circulaire DGS/SD7A N° 2003-445 du 17 septembre 2003 concernant les modalités d'application de l'arrêté relatif aux méthodes d'analyses d'échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance.

⁴ Arrêté du 17 septembre 2003 relatif aux méthodes d'analyses d'échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance

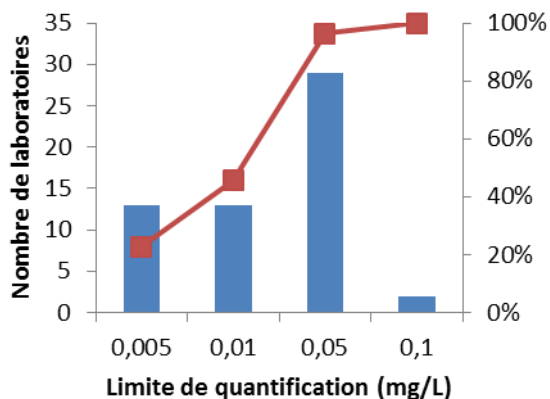


Figure 2 : limite de quantification du bore (mg/L) dans les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux.

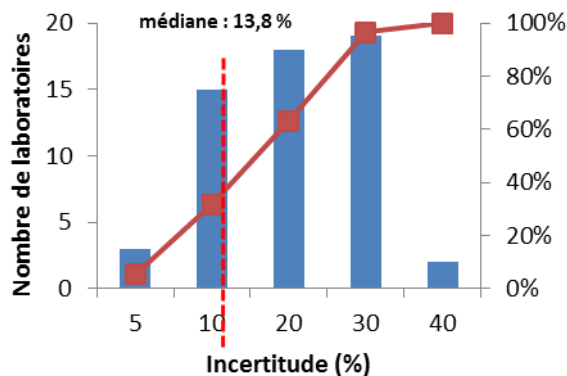


Figure 3 : Incertitudes intra-laboratoires élargies (2 x écart-type) du bore (%) dans les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux.

3.5.4. Interférences

Les interférences rencontrées dépendent de la méthode mise en œuvre. Elles sont principalement liées à des interférences spectrales et non spectrales pour les méthodes par ICP et liées à des défauts de spécificité pour les analyses réalisées par colorimétrie. Le contrôle qualité interne du laboratoire permet généralement de maîtriser ces interférences dans les eaux propres (étalons interne, correction de bruit de fond, ...).

3.6. Evaluation des expositions humaines

3.6.1. Exposition par l'air

Les concentrations en bore dans l'atmosphère ne sont pas significatives. Comme les ions borate présentent une faible volatilité, les concentrations atmosphériques en bore ne sont pas significatives à l'état gazeux. Les émissions atmosphériques d'ions borate et d'acide borique à l'état particulaire ou gazeux peuvent s'observer comme la conséquence de la volatilisation de l'acide borique contenu dans les océans, de l'activité volcanique ou anthropique : activités minières, industrielles (verre et céramique notamment), agricoles ou centrales au charbon (OMS, 2009).

3.6.2. Exposition par les aliments

Le bore présent dans les aliments est lié à la concentration naturelle de bore dans les sols. Le bore est principalement retrouvé dans les fruits, les légumes, les graines et les oléagineux (US EPA, 2008).

Etude française

Une seule étude relative à l'estimation des apports journaliers alimentaires en bore a été identifiée en France. Dans cette étude, Biego *et al.* (1998) analysent 192 aliments prélevés dans la région de Nancy, regroupés en neuf catégories d'aliment. Les échantillons sont analysés par ICP-MS après digestion par micro-ondes. Pour estimer les apports journaliers en bore dans la population générale, les auteurs utilisent les données de consommation de l'INSEE de 1991. Les apports journaliers alimentaires en bore de la population générale estimés par les auteurs par catégories d'aliments sont résumés dans le tableau II.

Tableau II : Apports journaliers en bore en mg/jour estimés de la population française par Biego *et al.* (1998)

Catégorie d'aliments	Apport journalier en bore (mg/jour)
Légumes	0,38
Fruits	0,36
Boissons	0,49
Céréales	0,10
Poissons – Crustacés	0,05
Viandes – Volailles – Œufs	0,12
Lait – Produits laitiers	0,04
Condiments – Sucre – Huiles	0,04
Aliments en conserve	0,01
Apports journaliers totaux	1,59

Autres études

Anderson *et al.* (1994) analysent 234 échantillons d'aliments prélevés entre novembre 1990 et janvier 1991 aux USA. La méthode d'analyse met en œuvre un procédé d'activation neutronique (*neutron capture prompt γ -ray activation analysis*). Les résultats de teneur en bore dans les aliments sont associés à des données de consommation nord-américaines (Total Diet Study, 1982 *in* Pennigton, 1983). Les résultats d'apports journaliers en bore, qui sont stratifiés par classes d'âge et par sexe, sont plus importants chez les hommes et ont tendance à augmenter avec l'âge. L'apport journalier maximum estimé par les auteurs pour l'élément bore correspond aux hommes âgés de 25 à 30 ans, avec un apport journalier en bore de $1,21 \pm 0,07$ mg.

En 1994, Ysart *et al.* (1999) analysent environ 400 échantillons d'aliments regroupés en une vingtaine de groupes d'aliments. Les analyses sont réalisées par ICP-MS (limite de détection : 0,4 mg/kg poids frais). Les résultats de teneurs en bore dans les aliments sont croisés avec des données de consommation alimentaire issues de Grande-Bretagne (Gregory *et al.*, 1990). L'apport journalier alimentaire moyen en bore est égal à 1,4 mg ; la borne supérieure de cet apport est estimée à 2,6 mg/jour.

Rainey *et al.* (2002) réactualisent des données publiées en 1999 à partir de vingt références bibliographiques (1238 résultats analytiques). En associant ces résultats avec de nouvelles données de consommation nord-américaines (*Continuing Survey of Food Intakes by Individuals*, 1994 – 1996), les auteurs estiment les apports journaliers alimentaires en bore présentés dans le tableau IV.

Tableau III : Apports journaliers en bore en mg/jour estimés de la population américaine par Rainey *et al.* (2002)

	Nombre de sujets	Moyenne \pm écart-type	Médiane	95 ^{ème} percentile
Enfants de 4 à 18 ans	3644	< 1	< 1	< 2
Hommes \geq 19 ans	4817	$1,28 \pm 0,02$	$1,17 \pm 0,01$	$2,40 \pm 0,05$
Femmes \geq 19 ans	4536	$1,00 \pm 0,01$	$0,92 \pm 0,01$	$1,87 \pm 0,03$

3.6.3. Concentrations en bore retrouvées dans les eaux destinées à la consommation humaine

3.6.3.1. Eaux du robinet

La description des situations de non-conformités relatives à la limite de qualité du bore dans les eaux destinées à la consommation humaine est réalisée, pour la période 2010-2014, à partir des résultats du contrôle sanitaire disponibles dans la base de données SISE-Eaux du ministère chargé de la santé⁵. Le nombre annuel d'unités de distribution⁶ (UDI) présentant au moins une situation de non-conformité pour le paramètre « bore » et le pourcentage annuel du nombre d'UDI non-conformes sont présentés par la figure 4.

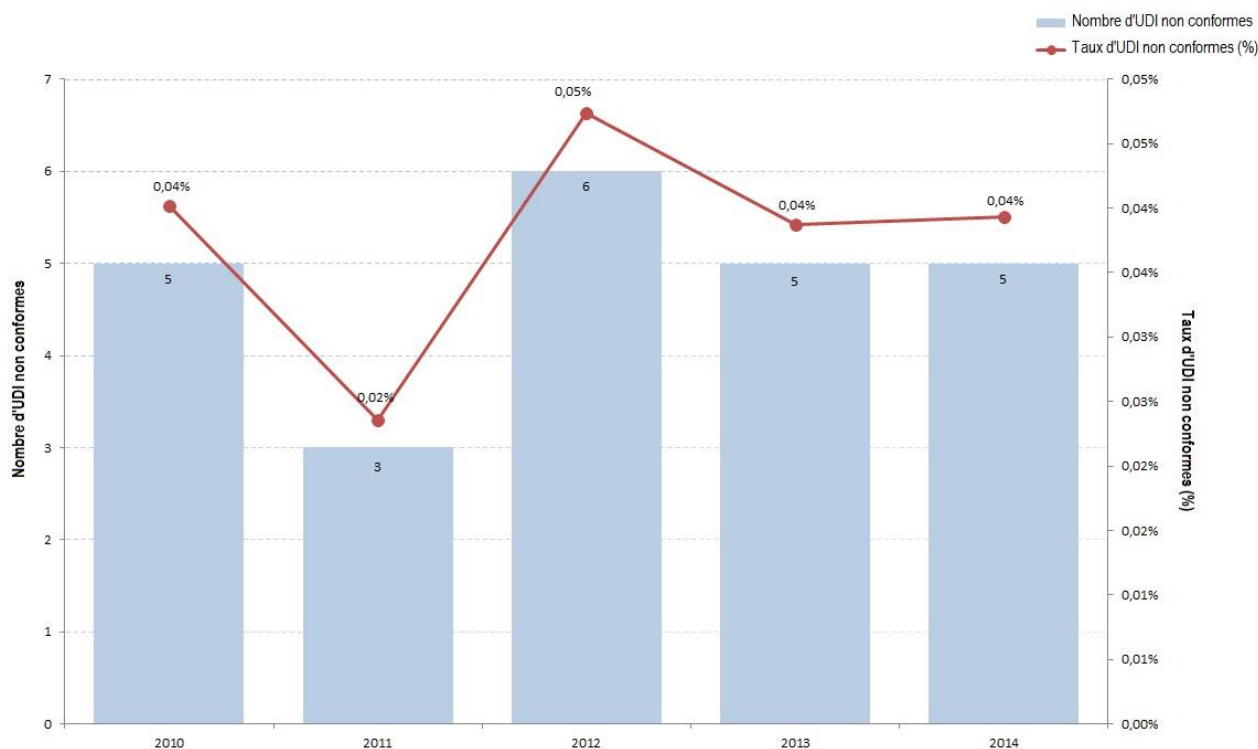


Figure 4 : Nombre d'unités de distribution (UDI) présentant au moins une situation de non-conformité par année entre 2010 et 2014 (histogramme) et pourcentage d'UDI non-conformes pour le paramètre « bore », sur la même période

La médiane de la distribution des 42 cas de non-conformités relatifs au paramètre « bore » entre 2010 et 2014 est de 1,2 mg/L ; le 95^{ème} percentile de cette distribution est de 1,8 mg/L.

Le tableau IV décrit les distributions annuelles des concentrations en bore dans les eaux destinées à la consommation humaine entre 2010 et 2014. Lorsque les résultats étaient inférieurs à une limite de quantification, ils ont été estimés égaux à zéro pour les calculs de moyennes, médianes et 95^{èmes} percentiles.

⁵ Résultats fournis au format agrégé à partir de la base de données SISE-Eaux (Système d'Information en Santé-Environnement sur les Eaux).

⁶ Afin de définir le plus exactement possible la qualité de l'eau distribuée, SISE-Eaux permet de compléter, lorsqu'ils existent, les prélèvements réalisés au niveau du réseau de distribution (UDI) par les prélèvements réalisés en amont dans la chaîne d'alimentation de l'eau distribuée. Ce type d'agrégat s'appelle « UDI logique ».

Tableau IV : Distributions annuelles des concentrations en bore dans les eaux destinées à la consommation humaine entre 2010 et 2014 (moyennes, médianes et 95^{èmes} percentiles) – Source : base SISE-Eaux – ministère chargé de la santé

Année	Nombre d'unités de distribution analysées	Concentrations en bore dans l'EDCH (mg/L)		
		Moyenne	Médiane	P95
2010	12449	0,020	0	0,090
2011	12718	0,021	0	0,090
2012	12662	0,020	0	0,080
2013	12921	0,026	0,010	0,080
2014	12720	0,025	0,009	0,077

Entre 2010 et 2014, les moyennes, médianes et 95^{ème} percentiles des distributions annuelles des concentrations en bore dans les eaux destinées à la consommation humaine en France sont inférieures à la limite de qualité du bore (1 mg/L). Des cas de non-conformités sont rapportés dans la base de données SISE-Eaux avec un taux annuel du nombre d'UDI non conformes inférieur à 0,05 % entre 2010 et 2014.

3.6.3.2. Eaux embouteillées

Dans le cadre du programme de travail du laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN), en collaboration avec la DGS (bureau de la qualité de l'eau), une étude nationale d'analyse d'eaux embouteillées commercialisées en France, dont certaines sont produites à l'étranger, a été réalisée au cours de l'année 2013-2014. Les types d'eaux embouteillées recensés sont les eaux minérales naturelles (EMN), les eaux de source (ES) et les eaux rendues potables par traitement (ERPT). 168 échantillons ont été prélevés et analysés. Ces échantillons ont fait l'objet d'une analyse multi-élémentaire par ICP-MS selon la norme NF EN ISO 17294-2 (AFNOR, 2005). Le paramètre « bore » a ainsi été dosé avec une limite de quantification de 1 µg/L et une incertitude élargie de 20 %. La valeur maximale mesurée est de 4,3 mg/L.

La figure 5 synthétise les résultats des concentrations en bore observées dans les eaux embouteillées commercialisées en France, par type d'eau et par classes de concentration en milligrammes par litre.

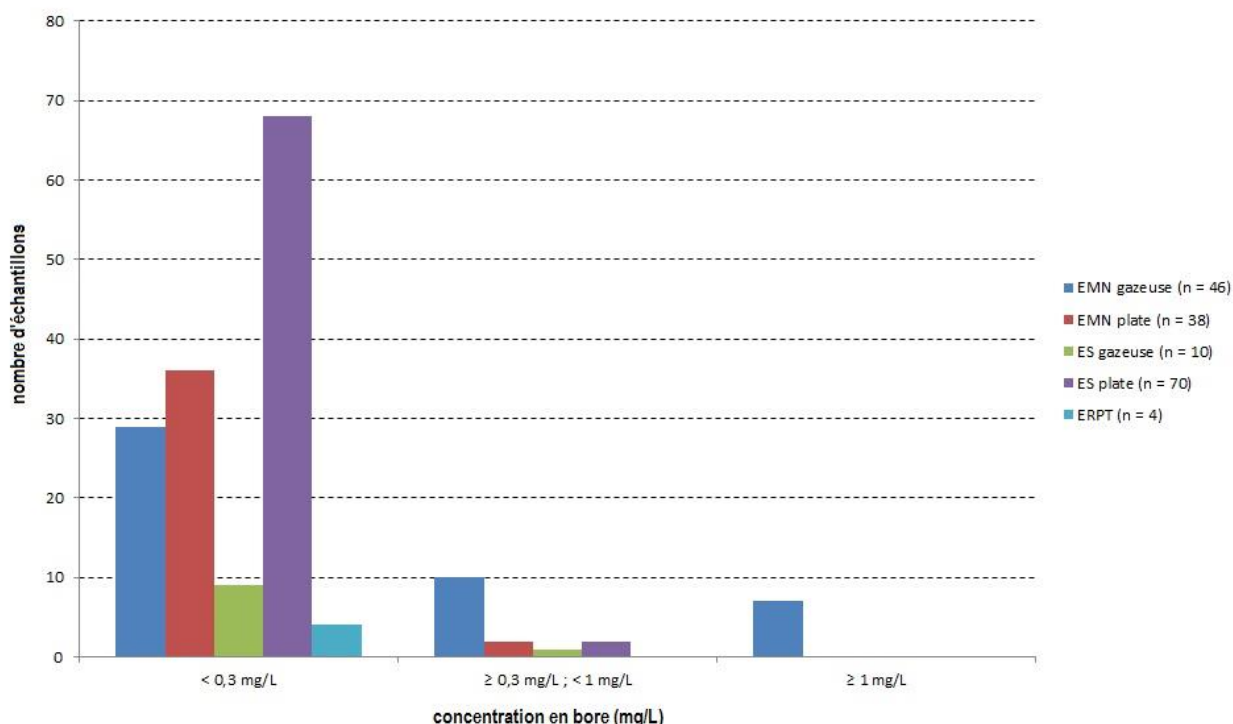


Figure 5 : Concentrations en bore dans les eaux embouteillées commercialisées en France

3.7. Effets sur la santé

3.7.1. Absorption, distribution, métabolisme et excrétion du bore

Chez l'Homme, l'acide borique est rapidement et complètement absorbé par voie digestive (> 90 %). Le passage percutané est faible mais peut devenir important en cas de lésions préexistantes.

L'acide borique diffuse dans l'organisme ; il traverse les barrières hémato-méningée et placentaire. Après une administration unique par voie orale, les concentrations les plus élevées sont mesurées au niveau des reins, du foie, du sang et du cœur. Un faible pourcentage de bore semble s'accumuler dans les os (Murray *et al.*, 1995).

Par voie respiratoire, les tissus cibles identifiés sont les mêmes que ceux observés lors d'une administration par voie orale.

L'acide borique n'est pas métabolisé chez l'animal ni chez l'Homme.

L'élimination est rapide, plus de 90 % de la dose administrée est éliminée dans les urines en quelques jours avec une demi-vie dans le sang de 24 h ou moins (OMS, 2009 ; INRS, 2011).

3.7.2. Aspects nutritionnels du bore

Le bore n'a pas été identifié comme un nutriment essentiel chez l'Homme et aucune recommandation d'apport journalier en bore n'a été établie (Efsa, 2004).

Certains articles font état de recommandations pour la consommation d'aliments riches en bore du fait de son importance nutritionnelle dans le métabolisme du calcium sur plusieurs fonctions physiologiques mises en évidence par différentes études chez l'animal et chez l'Homme (Nielsen, 1994).

3.7.3. Toxicité subchronique et chronique du bore chez l'animal pour ce qui concerne les effets non cancérogènes

Plusieurs études subchroniques chez le rongeur et chez le chien évaluant la toxicité du bore administré par voie orale sous forme d'acide borique ou de borax indiquent que les effets testiculaires sont les principaux effets toxicologiques observés (OMS, 2009). Ainsi, dans une étude de 90 jours chez le rat, Weir et Fischer (1972) mettent en évidence une diminution du poids corporel chez les mâles et les femelles ainsi qu'une diminution de la masse de plusieurs organes des animaux, dont les testicules, pour une dose d'exposition de $88 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$ de bore. Dans une étude de 90 jours chez le chien, Weir et Fischer (1972) mettent en évidence une atrophie testiculaire à la dose de $44 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$ de bore.

Les études toxicologiques chroniques chez l'animal conduisent aux mêmes conclusions. Les principales études toxicologiques relatives aux effets d'une exposition sur le long terme au bore *via* l'alimentation chez l'animal sont décrites dans le tableau V.

Tableau V : Principales études toxicologiques relatives aux effets d'une exposition sur le long terme au bore *via* l'alimentation chez l'animal

Modèle animal	Nombre d'animaux	Doses d'exposition	Durée d'exposition	Effets observés	DMENO ⁷ (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	DSENO ⁸ (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	Référence de l'étude
Chien Beagle	4 / sexe / dose	0 ; 1,4 ; 2,9 ou 8,8 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ Acide borique ou borax	104 semaines (1 animal / sexe / dose sacrifié à 52 semaines)	Pas d'effet	-	8,8 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Weir et Fischer, 1972
Chien Beagle	4 / sexe / dose	0 ou 29,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ Acide borique ou borax	38 semaines (2 animaux / sexe / dose sacrifiés à 26 semaines ; 1 animal / sexe / dose sacrifié 25 jours après l'arrêt de l'exposition de 38 semaines)	Effets testiculaires (peut-être réversible après arrêt de l'exposition)	29,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	-	Weir et Fischer, 1972
Rat Sprague-Dawley	70 / sexe (témoins) 35 / sexe / dose (exposés)	0 ; 5,2 ; 16 ou 58 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♂) 0 ; 6,3 ; 19 ou 70 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♀) Acide borique 0 ; 7,3 ; 17 ou 58 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♂ ou ♀) Borax	2 ans (5 animaux / sexe / dose sacrifiés après 6 mois et après 12 mois)	Effets testiculaires (atrophie de l'épithélium séminifère et diminution de la taille des tubules)	58 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	17 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Weir et Fischer, 1972
Souris B ₆ C ₃ F ₁	50 / sexe / dose	0 ; 48 ou 96 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ Acide borique	103 semaines	Effets testiculaires (atrophie testiculaire et hyperplasie des cellules interstitielles)	96 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	48 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	NTP, 1987

⁷ DMENO : Dose minimale avec effet nocif observé (en anglais : LOAEL ou *Lowest Observed Adverse Effect Level*)

⁸ DSENO : Dose sans effet nocif observé (en anglais : NOAEL ou *No Observed Adverse Effect Level*)

3.7.4. Génotoxicité, mutagénicité et toxicité chronique du bore pour les effets cancérogènes

L'acide borique ne s'est pas révélé mutagène dans le test d'Ames sur *Salmonella typhimurium* et *E. coli* avec ou sans activation métabolique. Les études sur les cellules de mammifères et sur la souris *in vivo* se sont également révélées négatives (IRSN, 2011). Le bore n'est donc pas considéré génotoxique ou mutagène.

Weir et Fischer (1972) ne montrent pas de survenue de néoplasme chez le rat associé à l'administration dans l'alimentation de bore sous forme d'acide borique ou de borax jusqu'à une dose de 58 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹.

Le programme de toxicologie Nord-américain (US NTP) considère qu'il n'y a pas de preuve de la cancérogénicité de l'acide borique à des doses de 96 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ chez la souris (NTP, 1987).

3.7.5. Reprotoxicité et toxicité sur le développement

La Direction générale du travail (DGT) a saisi l'Anses le 18 octobre 2011 qui a recommandé de maintenir la décision européenne de classer l'acide borique comme toxique pour la reproduction de catégorie 1B pour la fertilité et le développement (Repr 1B – H360FD) sur la base d'effets avérés chez l'animal (Anses, 2012).

Les principales études toxicologiques publiées plus spécifiques aux effets sur la reproduction et le développement d'une exposition au bore *via* l'alimentation chez l'animal sont décrites dans le tableau VI.

Tableau VI : Principales études toxicologiques relatives aux effets sur la reproduction et le développement d'une exposition au bore *via* l'alimentation chez l'animal

Modèle animal	Nombre d'animaux	Doses d'exposition	Durée d'exposition	Effets observés	DMENO (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	DSENO (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	Référence de l'étude
Souris Swiss CD-1	40 paires (témoins) 20 paires (exposés)	0 ; 19,2 ; 104,7 ou 222,1 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♂) 0 ; 32 ; 148,1 ou 290,5 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♀)	Mâles et femelles cohabitent pendant 14 semaines Exposition à l'acide borique pendant 27 semaines	- ↓ motilité du sperme chez les mâles F ₀ - ↑ poids de l'utérus et ↑ ratio poids reins / poids surrénales chez les femelles F ₁ - ↓ poids portées à la naissance pour la génération F ₂	19,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♂) 32 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (♀)	-	Fail <i>et al.</i> , 1990, 1991
Rat Sprague-Dawley	4 groupes de 18 rats mâles	0 ; 36,8 ; 72,4 ou 140,5 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	30 ou 60 jours d'exposition au borax	- ↑ FSH - ↓ nombre de spermatozoïdes matures	72,4 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	36,8 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Lee <i>et al.</i> , 1978
Rat Fisher 344	54 rats mâles par groupe de dose	0 ; 26 ; 38 ; 52 ou 69 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	9 semaines d'exposition à l'acide borique 32 semaines de récupération	Légère inhibition de la spermiation	26 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	-	Ku <i>et al.</i> , 1993
Rat Fisher 344	30 rats mâles (témoins) 36 rats mâles (exposés)	0 ou 60,9 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	4 témoins et 6 animaux traités sacrifiés après 4, 7, 10, 14, 22 et 28 jours d'exposition à l'acide borique	- inhibition de la spermiation à 10 jours au stade IX-X des tubules - perte de spermatozoïdes et de spermatozoïdes et ↓ du niveau de testostérone sérique à 28 jours	60,9 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	-	Treinen et Chapin, 1991
Souris	27 souris	0 ; 43 ; 79 ou 175 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Exposition à l'acide	- ↓ poids foetal par portée	79 mg.kg	43 mg.kg	Heindel <i>et al.</i> ,

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0062

Swiss CD-1	gestantes		borique jusqu'à 17 jours de gestation	- ↗ du nombre de fœtus avec XIII ^{ème} côte rétrécie	p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	1992
Rat CD	28 rates gestantes	0 ; 13,6 ; 28,5 ou 57,7 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Exposition à l'acide borique jusqu'à 20 jours de gestation	↘ poids fœtal	13,6 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	-	Heindel <i>et al.</i> , 1992
Rat CD	14 rates gestantes	0 ou 94,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Exposition à l'acide borique du 6 ^{ème} au 15 ^{ème} jour de gestation	Chez les mères : ↘ de la consommation d'eau et de nourriture et ↗ du poids du foie et des reins Chez les fœtus : ↗ malformations (dilatation ventriculaire cérébrale, XIII ^{ème} côte réduite)	94,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	-	Heindel <i>et al.</i> , 1992
Rat CD (phase I)	Environ 30 rates gestantes	0 ; 3,3 ; 6,3 ; 9,6 ; 13,3 ou 25 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Exposition à l'acide borique jusqu'au 20 ^{ème} jour de gestation Sacrifice au 20 ^{ème} jour de gestation	↘ poids fœtal	13,3 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	9,6 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Price <i>et al.</i> , 1996a
Rat CD (phase II)	Environ 30 rates gestantes	0 ; 3,3 ; 6,5 ; 9,8 ; 12,9 ou 25,3 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Exposition à l'acide borique jusqu'au 20 ^{ème} jour de gestation Sacrifice 21 jours après délivrance	XIII ^{ème} côte fœtale réduite	25,3 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	12,9 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Price <i>et al.</i> , 1996a
Lapin NZW	Environ 20 lapines gestantes	0 ; 10,9 ; 21,9 ou 43,7 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Exposition par gavage à l'acide borique du 6 ^{ème} au 19 ^{ème} jour de gestation Sacrifice au 30 ^{ème} jour de gestation	Malformations cardiaques fœtales (anomalie du septum interventriculaire)	43,7 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	21,9 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Price <i>et al.</i> , 1996b

3.7.6. Etudes épidémiologiques

Aux Etats-Unis (Californie), Whorton *et al.* (1994) étudient l'impact du bore sur la fertilité de 542 employés d'une mine et d'une entreprise de transformation du borax (soit 72 % des employés). Des données cliniques (vasectomie, difficultés de conception ...) et des données démographiques (âges et nombre d'enfants) sont recueillies à l'aide d'un questionnaire standardisé. Parallèlement, le ratio de naissances standardisé dans cette population est calculé par la méthode de Wong *et al.* (1985). Les résultats obtenus mettent en évidence un excès de natalité dans la population étudiée, en particulier d'enfants de sexe féminin. Pour les auteurs, l'exposition professionnelle au bore (estimée en moyenne à 203 mg de borate de sodium/jour équivalant à une dose de bore de 28,4 mg/j), principalement par inhalation n'induit pas d'altération de la reproduction dans la population étudiée.

En Turquie, Sayli *et al.* (1998) se sont intéressés aux effets d'une exposition chronique au bore sur le taux de fertilité de trois générations dans deux populations vivant dans une région alimentée par une eau de boisson soit riche en bore (Région I : 8,5 à 29 mg B/L), soit peu chargée en bore (Région II : 2,05 à 2,5 mg B/L). De plus, 28,3 % des sujets de la Région I et 11,5 % des sujets de la Région II étaient employés dans des mines ou industries de transformation du bore. Dans cette étude écologique, le taux d'infertilité (objectivé par l'absence d'enfants dans un couple) ne diffère pas significativement entre les Régions I et II (respectivement, 2,34 % et 2,62 %). De plus, aucun effet reprotoxique ne peut être associé à l'exposition au bore *via* l'eau de boisson dans ces deux régions.

En 2003, Sayli complète ces données par une étude exposés/non-exposés ne mettant pas en évidence de différence entre le taux d'infertilité chez des sujets exposés professionnellement au bore (712 ouvriers travaillant dans une entreprise d'extraction de borate) et celui de sujets non-exposés (108 employés de la même entreprise et 91 ouvriers d'une autre usine où est produit de l'acide sulfurique). Par ailleurs, ces sujets vivaient dans une région approvisionnée par une eau de boisson contenant de faibles concentrations de bore (0,10 à 0,82 mg B/L). Selon l'auteur, l'exposition professionnelle au bore ne peut être à l'origine d'effet sur la reproduction dans la population étudiée (Sayli, 2003).

En 2007, Korkmaz *et al.* comparent le taux d'anomalie des frottis cervicaux et l'incidence du cancer du col de l'utérus chez des femmes ayant respectivement des apports moyens en bore *via* l'eau de boisson de 8,41 mg/jour (n=472) et 1,26 mg/jour (n=587). Les auteurs concluent que des apports importants en bore par l'eau de boisson pourraient avoir des effets potentiellement protecteurs sur l'incidence du cancer du col de l'utérus chez des femmes, tout en soulignant la nécessité de conduire d'autres études pour confirmer cette conclusion.

En 2011, dans une étude observationnelle, Müezzinoğlu *et al.* comparent les concentrations en PSA (Prostate Specific Antigène) et les volumes prostatiques déterminés par échographie dans trois groupes d'hommes : le premier groupe (Gr1 - n=159) correspond aux hommes vivant dans une région de Turquie avec des mines de bore et susceptibles d'avoir une exposition au bore *via* l'eau de boisson (concentration > 1 mg B/L), le deuxième groupe (Gr2 - n=63) comprend les hommes vivant dans une région riche en bore et ayant une eau de boisson contenant entre 0,1 et 1 mg B/L, et le troisième groupe (Gr3 - n=234) réunit des hommes potentiellement non exposés au bore. Les taux de PSA ne diffèrent pas significativement entre les trois groupes étudiés. Seul un volume prostatique moyen significativement plus faible est constaté dans un sous-échantillon du Gr1 (n=9) comparativement à un sous-échantillon du Gr3 (n=17). Ces faibles effectifs et la non-

prise en compte de facteurs de confusion (nutritionnels, comportementaux) dans cette étude ne permettent pas de conclure quant au rôle protecteur du bore dans le cancer de la prostate.

En France, lors d'une étude écologique, Yazbeck *et al.* (2005) définissent trois unités géographiques d'analyse, en se basant sur les concentrations moyennes en bore dans l'eau de boisson de ces trois zones : zone I avec des concentrations comprises entre 0 et 0,09 mg B/L d'EDCH, zone II avec 0,10 à 0,29 mg B/L d'EDCH et zone III avec plus de 0,30 mg B/L d'EDCH. La zone totale d'étude correspond à 332 municipalités, réparties sur deux départements (Nord et Pas-de-Calais), et 1 358 498 individus. Les données démographiques de la zone d'étude proviennent de l'INSEE. Pour les trois zones d'étude, les ratios standardisés de natalité sont significativement plus élevés dans les zones II et III, c'est-à-dire dans les zones avec l'EDCH contenant les concentrations les plus élevées en bore. De plus le ratio standardisé de mortalité (RSM) est significativement plus faible dans la zone III que dans la zone I.

Par ailleurs, les auteurs mesurent les concentrations sanguines en bore chez 180 sujets sains, âgés de 21,2 +/- 2,0 ans, et vivant dans zones I, II et III. Sur l'ensemble de cette population, la concentration moyenne sanguine en bore est de 126,11 +/- 106,27 ng B/g. Les sujets vivant dans la zone III (>0,30 mg B/L EDCH) présentent une concentration sanguine en bore plus élevée (mais non statistiquement différente) de celles des sujets vivant dans les zones I et II (159,13 *versus* 123,03 ng B/g).

Yazbeck *et al.* concluent que les résultats obtenus ne mettent pas en évidence de relations délétères entre la concentration en bore dans l'eau de boisson et les taux standardisés de natalité et de mortalité dans la zone d'étude. Pour ces auteurs, le bore dans l'eau de boisson (à des concentrations inférieures à la limite de qualité de 1 mg B/L) aurait plutôt un effet bénéfique pour la santé humaine. Ces résultats, obtenus lors d'une étude géographique, sont à prendre avec précaution dans la limite où ils s'appuient sur des données agrégées, et qu'une erreur écologique ne peut être exclue compte tenu de ce type d'analyse. Ces limites sont reconnues par les auteurs.

Pour conclure, peu d'études en population se sont intéressées aux effets sur la santé humaine d'une exposition hydrique au bore *via* une exposition environnementale ou professionnelle. Les résultats obtenus ne permettent pas de conclure sur le lien entre une exposition au bore *via* l'eau de boisson et des effets néfastes pour la santé humaine.

3.8. Valeurs de référence

3.8.1. Valeurs toxicologiques de référence chroniques par voie orale

Le tableau VII résume le mode de construction des valeurs de référence par voie orale proposées par Santé Canada en 1990, l'Efsa en 2004, l'US EPA en 2004, l'ATSDR en 2010 et l'OMS en 2009.

Tableau VII : Valeurs de référence par voie orale proposées par différents organismes

Source	Type d'étude	Population	Effet critique	Valeur toxicologique de référence	Référence de l'étude
Santé Canada 1990	Etude toxicologique sur la reproduction et le développement	Chien Beagle	Atrophie testiculaire	0,0175 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Weir et Fischer, 1972
Efsa 2004	Etude toxicologique sur la reproduction et le développement	Rate CD	Diminution du poids foetal	10 mg/personne/jour (adulte)	Price <i>et al.</i> , 1996a
US EPA 2004	Etude toxicologique sur la reproduction et le développement	Rate CD	Diminution du poids foetal	0,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Heindel <i>et al.</i> , 1992 ; Price <i>et al.</i> , 1996a
OMS 2009	Etude toxicologique sur la reproduction et le développement	Rate CD	Diminution du poids foetal	0,17 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ (arrondie à 0,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	Heindel <i>et al.</i> , 1992 ; Price <i>et al.</i> , 1996a
ATSDR 2010	Etude toxicologique sur la reproduction et le développement	Rate CD	Diminution du poids foetal	0,2 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Price <i>et al.</i> , 1996a

Santé Canada propose une valeur toxicologique de référence du bore sur la base d'une dose sans effet nocif observé (DSENO) concernant les effets testiculaires, soit 8,75 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹, obtenue lors d'une étude chez le chien réalisée par Weir et Fisher (1972). A partir de cette dose retenue comme point de départ, un facteur d'incertitude de 500 est appliqué, considérant un facteur d'incertitude inter-espèces de 10, un facteur d'incertitude intra-espèce de 10 et un facteur d'incertitude de 5 pour les limites de l'étude critique en rapport avec un faible nombre d'animaux exposés et une faible durée d'exposition. Ainsi, un apport quotidien acceptable est estimé égal à 0,0175 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (Santé Canada, 1990).

L'Efsa (*European Food Safety Agency*) propose une VTR pour le bore (*upper intake level*) sur la base d'une dose sans effet nocif observé (DSENO) concernant une diminution du poids foetal, soit 9,6 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹, obtenue lors d'une étude chez la rate CD réalisée par Price *et al.* (1996a). A partir de cette dose retenue comme point de départ, un facteur d'incertitude de 60 est appliqué, considérant une méthodologie analogue à celle de l'OMS/IPCS (*International Programme on Chemical Safety*) (1994) reprise par l'OMS en 2009. Ainsi, une borne supérieure d'apport en bore est estimée égale à 10 mg B.personne⁻¹.j⁻¹ pour les adultes (Efsa, 2004).

L'ATSDR en 2010 et l'US EPA en 2004 proposent respectivement une VTR subaiguë associée à une exposition au bore par voie orale (*intermediate-duration oral minimum risk level*) et une dose de référence par voie orale (*reference dose*) de 0,2 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹. Ces valeurs toxicologiques de référence sont construites à partir d'études chez la rate CD exposée durant la gestation à du bore administré *via* l'alimentation (Heindel *et al.*, 1992 ; Price *et al.*, 1996a) lors desquelles une diminution du poids foetal est observée. Une *benchmark dose* associée à une réponse de 5 % (BMDL₀₅) est estimée à 10,3 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹. A partir de cette dose retenue comme point de départ pour la construction d'une VTR du bore, un facteur d'incertitude de 66 est appliqué, considérant d'une part des facteurs d'incertitude inter-espèces de 3,3 (toxicocinétique) et 3,16 (toxicodynamie) et d'autre part des facteurs d'incertitude intra-espèce de 2 (toxicocinétique) et 3,16 (toxicodynamie) (ATSDR, 2010 ; US EPA, 2004).

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) propose une valeur toxicologique de référence du bore sur la base de la *benchmark dose* de l'US EPA de 10,3 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (US EPA, 2004). A partir de cette dose retenue comme point de départ, un facteur d'incertitude de 60 est appliqué, considérant, d'une part un facteur d'incertitude inter-espèces de 10 (valeur par défaut), et d'autre part des facteurs d'incertitude intra-espèce de 1,8 (toxicocinétique) et 3,2 (toxicodynamie) (OMS/IPCS, 1994). Ainsi, une dose journalière tolérable (*tolerable daily intake*) est estimée à 0,17 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ arrondie à 0,2 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (OMS, 2009).

Hasegawa *et al.* (2013) ont présenté pour le compte du National Institute of Health Sciences du Japon une analyse approfondie des études de toxicité réalisées chez les animaux et des facteurs d'incertitude les plus valides. La valeur toxicologique de référence la plus protectrice est estimée à 0,13 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹. Cette valeur est basée sur une BMLD₀₅ de 10,3 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (trouble de développement chez le rat) à laquelle sont appliqués un facteur d'incertitude inter-espèces de 12 et un facteur d'incertitude intra-espèce (variabilité humaine) de 6,5 (Hasegawa *et al.* 2013).

3.8.2. Valeurs de référence dans l'eau destinée à la consommation humaine

La limite de qualité des EDCH est fixée par l'arrêté du 11 janvier 2007⁹ à 1 mg/L pour le bore. La valeur paramétrique pour le bore dans la directive 98/83/CE¹⁰ est aussi fixée à 1 mg/L.

Le tableau VIII résume les différentes valeurs de référence dans les EDCH pour le bore au niveau international.

Tableau VIII : valeurs de référence dans les EDCH pour le bore proposées par différents organismes

Valeur directive 98/83/CE	OMS (2009)	US EPA (2008)	Santé Canada (1990)
1 mg/L	2,4 mg/L	5 mg/L	5 mg/L

L'OMS alloue 40 % de la dose journalière tolérable de 0,2 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ à l'exposition hydrique puis, considérant un scénario d'exposition relatif à un sujet de 60 kg de poids corporel consommant quotidiennement 2 litres d'eau, propose une valeur guide du bore dans l'eau de boisson de 2,4 mg/L (OMS, 2009).

L'US EPA alloue 80 % de la dose de référence de 0,2 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ à l'exposition hydrique puis, considérant un scénario d'exposition relatif à un sujet de 67 kg de poids corporel consommant quotidiennement 2 litres d'eau, propose une valeur de référence (*lifetime health advisory*) du bore dans l'eau de boisson de 5,4 mg/L arrondie à 5 mg/L (US EPA, 2008).

Santé Canada alloue 20 % de l'apport quotidien acceptable de 0,0175 mg B.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ à l'exposition hydrique par ingestion puis, considérant un scénario d'exposition relatif à un sujet de 70 kg de poids corporel consommant quotidiennement 1,5 litres d'eau, calcule une concentration en bore dans l'eau de boisson d'environ 0,2 mg/L. Or, les techniques de traitement qui étaient applicables au Canada en 1990 ne permettaient pas de réduire les concentrations en bore au-dessous de 5 mg/L dans le réseau de distribution d'eau potable. De ce fait, Santé Canada propose une concentration maximale acceptable provisoire (CMAP) de 5 mg/L (Santé Canada, 1990).

⁹ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du Code de la santé publique.

¹⁰ Directive n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

3.9. Evaluation des risques sanitaires associés à un dépassement de la limite de qualité

3.9.1. Choix de la valeur toxicologique de référence chronique du bore

La démarche proposée par l'OMS est construite à partir des données d'études toxicologiques chez la rate CD (Heindel *et al.*, 1992 ; Price *et al.*, 1996a). L'OMS met en évidence une dose sans effet nocif observé (DSENO) du bore de 9,6 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ sur la base d'une diminution du poids fœtal chez le rat (Price *et al.*, 1996a ; OMS, 2009) mais s'appuie sur une benchmark dose de 10,3 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ pour construire une valeur toxicologique de référence du bore, ce qui correspond au même point de départ choisi par l'US EPA et l'ATSDR (US EPA, 2004 ; OMS, 2009 ; ATSDR, 2010).

Dans le cadre de la présente évaluation des risques sanitaires, le groupe de travail ERS EDCH propose de retenir une VTR identique à celle de l'OMS, soit 0,2 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹. Cette valeur est en effet parmi les plus conservatrices d'après les résultats présentés dans le tableau VIII.

3.9.2. Caractérisation des risques sanitaires chroniques associés à des situations de dépassement de la limite de qualité du bore

La caractérisation des risques sanitaires associés aux apports alimentaires en bore est construite sur les hypothèses suivantes :

- les données présentées dans le paragraphe 4.6.2. indiquent que l'apport alimentaire journalier en bore hors eaux du robinet pour la population générale¹¹ peut être estimé à 1,5 mg/jour, d'après Biego *et al.* (1998) ;
- l'apport par l'eau du robinet pour la population générale est estimé à 4,0 mg/jour. Ce calcul est réalisé sur la base d'une concentration en bore de 1,8 mg/L arrondie à 2 mg/L représentant le 95^{ème} percentile des résultats non conformes de la base SISE-Eaux entre 2010 et 2014 et d'un scénario d'exposition habituellement retenu par l'OMS, construit sur la base d'une consommation d'eau par individu égale à 2 L/jour.

Les apports journaliers alimentaires totaux estimés à 5,5 mg/jour sont comparés à l'apport maximal tolérable de 12 mg/jour proposé par l'OMS sur la base de la valeur toxicologique de référence par voie orale pour les effets chroniques du bore de 0,2 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (OMS, 2009).

La figure 5 résume les apports journaliers en bore *via* l'eau et l'alimentation en fonction de la concentration en bore dans l'eau de boisson, considérant une exposition d'un sujet de 60 kg p.c. consommant quotidiennement 2 litres d'eau.

¹¹ Un scénario d'exposition chronique suppose de retenir un poids corporel moyen de 60 kg comme à l'OMS ou de 70 kg comme à l'US EPA. Dans la présente évaluation des risques sanitaires, un poids corporel moyen de 60 kg est retenu.

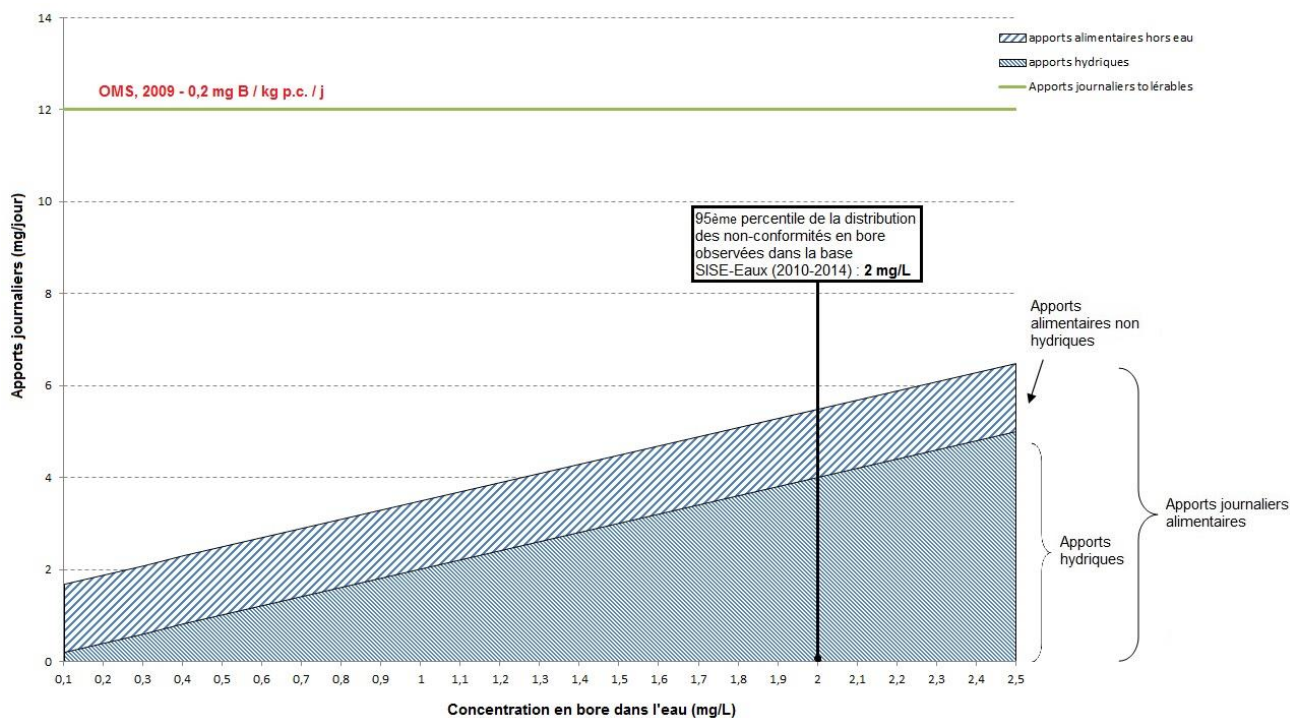


Figure 5 : Apports journaliers en bore *via* l'eau et l'alimentation en fonction de la concentration en bore dans l'eau de boisson, considérant une exposition d'un sujet de 60 kg p.c. consommant quotidiennement 2 litres d'eau.

3.10. Conclusions et recommandations

Le CES Eaux :

- constate que :
 - le 95^{ème} percentile de la distribution des résultats non-conformes pour le paramètre « bore » (supérieurs à 1 mg/L) disponibles dans la base de données SISE-Eaux entre 2010 et 2014 est d'environ 2 milligrammes par litre ;
 - l'ingestion d'une eau contenant cette concentration de 2 mg de bore par litre conduit à une exposition chronique inférieure à l'apport journalier tolérable de 12 mg/j construit sur la base de la valeur toxicologique de référence du bore de l'OMS (0,2 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹) pour un sujet de 60 kg de poids corporel, en prenant en compte les apports alimentaires non hydriques en bore de l'étude de Biego *et al.* (1998), soit 1,5 mg/j ;
 - la concentration maximale dans l'eau de boisson qui ne présenterait aucun risque pour la santé d'une personne qui consommerait cette eau pendant une durée limitée à une situation de dérogation de la limite de qualité du bore peut être fixée à 2,4 mg/L sur la base de la valeur de référence de l'OMS ;
- estime que, compte tenu de la présente caractérisation des risques réalisée avec des données nationales, un éventuel risque sanitaire relatif à la présence de bore dans l'eau destinée à la consommation humaine peut être considéré comme négligeable.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail suit les conclusions du CES Eaux.

Roger GENET

MOTS-CLES

bore, eau destinée à la consommation humaine
boron, drinking water

Bibliographie

- AFNOR NF EN ISO 11885 (2009) Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)
- AFNOR NF EN ISO 17294-2 (2005) Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS)
- Agence française de sécurité sanitaire des aliments (2007a) Evaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement des limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Juin 2004 à avril 2007. Tome I. ISBN 978-2-11-095843-3. 250 p. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX-Ra-LimitesRef.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2010) Toxicological profile for boron. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Akerman, E.B., Simhon, M.V., Gitis, V. (2012) Advanced treatment options to remove boron from seawater. *Desalination and Water Treatment*, 46 (1-3), pp. 285-294.
- Anderson, D.L., Cunningham, W.C., Lindstrom, T.R. (1994) Concentrations and Intakes of H, B, S, K, Na, Cl, and NaCl in Foods. *Journal of Food Composition and Analysis*, 7 (1-2), pp. 59-82.
- Anses (2012) Avis de l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'examen de la nécessité de réviser la classification de l'acide borique. Saisine 2011-SA-0301. 19 p.
- Baskan M.B, Atalay N (2014) Boron removal from aqueous solution by batch adsorption using Box-behnken design. *Desalination and water treatment* pp 1-8
- Biego, G.H., Joyeux, M., Hartemann, P., Debry, G. (1998) Daily intake of essential minerals and metallic micropollutants from foods in France. *Science of the Total Environment*, 217 (1-2), pp. 27-36.
- Blazy P. et Jdid E-A (2011) Bore – Usages et substitutions. Fabrication des grands produits industriels en chimie et pétrochimie. Techniques de l'ingénieur. <http://www.techniques-ingenieur.fr/>
- Blahušiak, M., Onderková, B., Schlosser, Š., Annus, J. (2009) Microfiltration of microparticulate boron adsorbent suspensions in submerged hollow fibre and capillary modules. *Desalination*, 241 (1-3), pp. 138-147.
- Bodzek, M. (2015) The removal of boron from the aquatic environment—state of the art. *Desalination and Water Treatment*, 25 p.
- Akerman, E.B., Simhon, M.V., Gitis, V. (2012) Advanced treatment options to remove boron from seawater. *Desalination and Water Treatment*, 46 (1-3), pp. 285-294.
- Dydo, P., Turek, M., Ciba, J., Trojanowska, J., Kluczka, J. (2005) Boron removal from landfill leachate by means of nanofiltration and reverse osmosis. *Desalination*, 185 (1-3), pp. 131-137.
- Dilek C.E., Zbelge, H.O.O Bıcak, N Yılmaz, L (2002) Removal of boron from aqueous solution by continuous polymer enhanced-ultrafiltration by polyvinyl alcohol. *Separation Science and Technology* 37 pp 1257–1271.
- Efsa (2004) Opinion of the scientific panel on dietetic products, nutrition and allergies on a request from the Commission related to the tolerable upper intake level of boron (sodium borate and boric acid). 22 p.
- Fail, P.A., George, J.D., Seely, J.C., Grizzle, T.B., Heindel, J.J. (1991) Reproductive toxicity of boric acid in Swiss (CD-1) mice: Assessment using the continuous breeding protocol. *Fundamental and Applied Toxicology*, 17 (2), pp. 225-239.
- Fail, P.A., J.D. George, T.B. Grizzle, et al. (1990) Final report on the reproductive toxicity of boric acid (CAS No. 10043-35-3) in CD-1-Swiss mice. National Toxicology Program, Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Research Triangle Park, NC; NTP Report 90-105.
- Hasegawa, R., Hirata-Koizumi, M., Dourson, M.L., Parker, A., Ono, A., Hirose, A. (2013) Safety assessment of boron by application of new uncertainty factors and their subdivision. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 65 (1), pp. 108-114.
- Heindel, J.J., Price, C.J., Field, E.A., Marr, M.C., Myers, C.B., Morrissey, R.E., Schwetz, B.A. (1992) Developmental toxicity of boric acid in mice and rats. *Fundamental and Applied Toxicology*, 18 (2), pp. 266-277.

- INRS (2011) Bonnard N., Falcy M., Jargot D et De Lentdecker C. Fiche toxicologique de l'acide borique. Mise à jour 2011. FT 138. 7 p.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1998). Boron, Environmental Health Criteria (EHC), 204: 1–192. WHO, Geneva, Switzerland.
- Kabay, N., Sarp, S., Yuksel, M., Kitis, M., Koseođu, H., Arar, Ö., Bryjak, M., Semiat, R. (2008) Removal of boron from SWRO permeate by boron selective ion exchange resins containing N-methyl glucamine groups. *Desalination*, 223 (1-3), pp. 49-56.
- Kabay, N., Güler, E., Bryjak, M. (2010) Boron in seawater and methods for its separation - A review. *Desalination*, 261 (3), pp. 212-217.
- Kabay, N., Köseođu, P., Yapici, D., Yüksel, Ü., Yüksel, M. (2013) Coupling ion exchange with ultrafiltration for boron removal from geothermal water-investigation of process parameters and recycle tests. *Desalination*, 316, pp. 17-22.
- Korkmaz, M., Uzgören, E., Bakirdere, S., Aydin, F., Ataman, O.Y. (2007) Effects of dietary boron on cervical cytopathology and on micronucleus frequency in exfoliated buccal cells. *Environmental Toxicology*, 22 (1), pp. 17-25.
- Koseoglu, H., Kabay, N., Yüksel, M., Kitis, M. (2008) The removal of boron from model solutions and seawater using reverse osmosis membranes. *Desalination*, 223 (1-3), pp. 126-133.
- Kluczka, J., Ciba, J., Trojanowska, J., Zolotajkin, M., Turek, M., Dydo, P. (2007) Removal of boron dissolved in water. *Environmental Progress*, 26 (1), pp. 71-77.
- Ku, W.W., Chapin, R.E., Wine, R.N., Gladen, B.C. (1993) Testicular toxicity of boric acid (BA): Relationship of dose to lesion development and recovery in the F344 rat. *Reproductive Toxicology*, 7 (4), pp. 305-319.
- Lee, I.P., Sherins, R.J., Dixon, R.L. (1978) Evidence for induction of germinal aplasia in male rats by environmental exposure to boron. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 45 (2), pp. 577-590.
- Legube B. (2015) Production d'eau potable. Filières et procédés de traitement. Editions Dunod. ISBN 978-2-10-059320-0. 414 p.
- Maurel A., 2006, Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres, 2e édition TEC&DOC, 286 p.
- Müezzinođu, T., Korkmaz, M., Neşe, N., Bakirdere, S., Arslan, Y., Ataman, O.Y., Lekili, M. (2011) Prevalence of prostate cancer in high boron-exposed population: A community-based study. *Biological Trace Element Research*, 144 (1-3), pp. 49-57.
- Murray, F.J. (1995) A human health risk assessment of boron (boric acid and borax) in drinking water. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 22 (3), pp. 221-230.
- Nielsen, F.H. (1994) Biochemical and physiologic consequences of boron deprivation in humans. *Environmental Health Perspectives*, 102 (SUPPL. 7), pp. 59-63.
- NTP. 1987. National Toxicology Program. Toxicology and carcinogenesis studies of boric acid (CAS No. 10043-35-3) in B6C3F1 mice (feed studies). Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services; NTP TR-324. Available on-line at: http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/LT_rpts/tr324.pdf
- Organisation mondiale de la santé (2009) Boron in drinking water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. 28 p.
- Organisation mondiale de la santé (2011a) Safe Drinking-water from Desalination. WHO/HSE/WSH/11.03. 32 p. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/70621/1/WHO_HSE_WSH_11.03_eng.pdf
- Organisation mondiale de la santé (2011b) Guidelines for drinking-water quality. Fourth edition. ISBN 978 92 4 154815 1. 541 p.
- Oztürk N, Kavak D, Köse E (2008) Boron removal from aqueous solution by reverse osmosis *Desalination* 22 pp 1–9
- Prats, D., Chillón-Arias, M.F., Rodríguez-Pastor, M. (2000) Analysis of the influence of pH and pressure on the elimination of boron in reverse osmosis. *Desalination*, 128 (3), pp. 269-273.
- Price, C.J., Strong, P.L., Marr, M.C., Myers, C.B., Murray, F.J. (1996a) Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. *Fundamental and Applied Toxicology*, 32 (2), pp. 179-193.

- Price, C.J., Marr, M.C., Myers, C.B., Seely, J.C., Heindel, J.J., Schwetz, B.A. (1996b) The developmental toxicity of boric acid in rabbits. *Fundamental and Applied Toxicology*, 34 (2), pp. 176-187.
- Rainey, C.J., Nyquist, L.A., Christensen, R.E., Strong, P.L., Culver, B.D., Coughlin, J.R. (1999) Daily boron intake from the American diet. *Journal of the American Dietetic Association*, 99 (3), pp. 335-340.
- Rainey, C.J., Nyquist, L.A., Coughlin, J.R., Downing, R.G. (2002) Dietary Boron intake in the United States: CSFII 1994-1996. *Journal of Food Composition and Analysis*, 15 (3), pp. 237-250.
- Santé Canada (1990) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Bore. 8 p. <http://canadiensensante.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-boron-bore-eau/alt/water-boron-bore-eau-fra.pdf>
- Sasaki k., Qiu X., Miyawaki J., Ideta K., Takamori H., Moriyama S., Hirajima T. (2013) Contribution of boron-specific resins containing N-methylglucamine groups to immobilization of borate/boric acid in a permeable reactive barrier comprising agglomerated MgO. *Desalination* 337 pp 109–116
- Şayli, B.S., Tüccar, E., Elhan, A.H. (1998) An assessment of fertility in boron-exposed Turkish subpopulations. *Reproductive Toxicology*, 12 (3), pp. 297-304.
- Şayli, B.S. (2003) Low frequency of infertility among workers in a borate processing facility. *Biological Trace Element Research*, 93 (1-3), pp. 19-29.
- Simonnot, M.-O., Castel, C., Nicolai, M., Rosin, C., Sardin, M., Jauffret, H. (2000) Boron removal from drinking water with a boron selective resin: Is the treatment really selective? *Water Research*, 34 (1), pp. 109-116.
- Treinen, K.A., Chapin, R.E. (1991) Development of testicular lesions in F344 rats after treatment with boric acid. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 107 (2), pp. 325-335.
- Turek M., Dydo P., Ciba J., Trojanowska J. Kluczka J., B. Palka-Kupczak B. (2005) Electrodialytic treatment of boron-containing wastewater with univalent permselective membranes. *Desalination* 185 pp 139–145.
- U.S. EPA (2008) Drinking water health advisory for boron. Prepared by: Health and Ecological Criteria Division. Office of Science and Technology. Office of Water. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC 20460. Document Number: 822-R-08-013. 53 p.
- U.S. EPA (2004) Toxicological Review of Boron and Compounds (CAS 7440-42-8). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 635/04/052. Disponible en ligne : www.epa.gov/iris
- Wang, B., Guo, X., Bai, P. (2014) Removal technology of boron dissolved in aqueous solutions - A review. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 444, pp. 338-344.
- Weir Jr., R.J., Fisher, R.S. (1972) Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 23 (3), pp. 351-364.
- Whorton, M.D., Haas, J.L., Trent, L., Wong, O. (1994) Reproductive effects of sodium borates on male employees: Birth rate assessment. *Occupational and Environmental Medicine*, 51 (11), pp. 761-767.
- Wolska J., Bryjak M. (2013) Methods for boron removal from aqueous solutions – A review *Desalination*, 310, pp 18-24
- Wong, O., Morgan, R.W., Whorton, M.D. (1985) An epidemiologic surveillance program for evaluating occupational reproductive hazards. *American Journal of Industrial Medicine*, 7 (4), pp. 295-306.
- Yazbeck, C., Kloppmann, W., Cottier, R., Sahuquillo, J., Debotte, G., Huel, G. (2005) Health impact evaluation of boron in drinking water: A geographical risk assessment in Northern France. *Environmental Geochemistry and Health*, 27 (5-6), pp. 419-427.
- Ysart, G., Miller, P., Crews, H., Robb, P., Baxter, M., De L'Argy, C., Lofthouse, S., Sargent, C., Harrison, N. (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK. Total diet study. *Food Additives and Contaminants*, 16 (9), pp. 391-403.

ANNEXE : PRESENTATION DES INTERVENANTS

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Président

M. Michel JOYEUX

Membres

M. Pierre-Jean CABILLIC

M. Edmond CREPPY

M. Jean-Michel MAIXENT

M. Joseph de LAAT

Mme Laetitia KNOCKAERT

M. Patrick LEVALLOIS

M. Christophe ROSIN

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT

Mme Bénédicte WELTE

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

M. Thomas CARTIER - Unité d'évaluation des risques liés à l'eau

Secrétariat administratif

Mme Virginie SADE